

Travail du Laboratoire d'Hygiène
de la Faculté de Médecine
et de Pharmacie de Lyon
et du Laboratoire départemental
d'Hygiène du Doubs

UNIVERSITÉ DE LYON

FACULTÉ DE MÉDECINE ET DE PHARMACIE — N° 81

Recherches sur la Contamination du Doubs

Pendant la traversée de la ville de Besançon

ET SON AUTO-ÉPURATION

THÈSE

POUR LE DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE LYON

(Section de Pharmacie)

Présentée et soutenue publiquement devant la Faculté de Médecine et de Pharmacie

Le 19 février 1921

PAR

M. GEORGES OLLAGNIER

Pharmacien de 1^{re} Classe

Diplômé d'Études d'Hygiène

Né à Briançon (Hautes-Alpes), le 12 septembre 1893



VILLEFRANCHE

Imprimerie du « RÉVEIL DU BEAUJOLAIS »

9 et 9 bis, rue Pierre-Morin

—
1921

RECHERCHES SUR LA CONTAMINATION DU DOUBS

Pendant la traversée de la ville de Besançon

Et son Auto-Épuration

Travail du Laboratoire d'Hygiène
de la Faculté de Médecine
et de Pharmacie de Lyon
et du Laboratoire départemental
d'Hygiène du Doubs

+++
UNIVERSITÉ DE LYON

FACULTÉ DE MÉDECINE ET DE PHARMACIE — N° 81

Recherches sur la Contamination du Doubs

Pendant la traversée de la ville de Besançon

ET SON AUTO-ÉPURATION

THÈSE

POUR LE DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE LYON

(Section de Pharmacie)

Présentée et soutenue publiquement devant la Faculté de Médecine et de Pharmacie

Le 19 février 1921

PAR

M. GEORGES OLLAGNIER

Pharmacien de 1^{re} Classe

Diplômé d'Études d'Hygiène

Né à Briançon (Hautes-Alpes), le 12 septembre 1893



VILLEFRANCHE

Imprimerie du « RÉVEIL DU BEAUJOLAIS »

9 et 9 bis, rue Pierre-Morin

—
1921

PERSONNEL DE LA FACULTÉ

MM. J. LEPINE DOYEN.
X ASSESSEUR.

PROFESSEURS HONORAIRES

MM. AUGAGNEUR, SOULIER, CAZENEUVE,
BEAUVISAGE, LACASSAGNE, TESTUT.

PROFESSEURS

Cliniques médicales	MM. TEISSIER.
Cliniques chirurgicales	ROQUE.
Clinique obstétricale et Accouchements	BARD.
Clinique ophthalmologique	TIXIER.
Clinique des maladies cutanées et syphilitiques	BÉRARD.
Clinique neurologique et psychiatrique	FABRE.
Clinique des maladies des enfants	ROLLET.
Clinique des maladies des femmes	NICOLAS.
Clinique d'oto-rhino-laryngologie	LEPINE (J.)
Clinique des maladies des voies urinaires	WEILL.
Clinique chirurgicale des maladies des enfants	POLLOSSON (A.)
Physique biologique, Radiologie et Physiothérapie	LANNOIS.
Chimie biologique	ROCHET.
Chimie organique et toxicologie	NOVE-JOSSERAND.
Matière médicale et Botanique	CLUZET.
Parasitologie et Histoire naturelle médicale	HUGOUNENQ.
Anatomie	MOREL.
Anatomie générale et Histologie	MOREAU.
Physiologie	GUIART.
Pathologie interne	LATARJET.
Pathologie et Thérapeutique générales	POLICARD.
Anatomie pathologique	DOYON.
Médecine opératoire	COLLET.
Médecine expérimentale et comparée	MOURIQUAND.
Médecine légale	PAVIOT.
Hygiène	VILLARD.
Thérapeutique	ARLOING (F.)
Pharmacologie	ETIENNE MARTIN.
	COURMONT (P.)
	PIC.
	FLORENCE (A.)

PROFESSEURS ADJOINTS

Pathologie externe	VALLAS.
Propédeutique de gynécologie	CONDAMIN.
Chimie minérale	BARRAL.
Accouchements	COMMANDEUR.
Urologie	GAYET

CHARGÉS DE COURS COMPLÉMENTAIRES

Anatomie topographique	PATEL.
Botanique	BRETIN.
Embryologie	HOVELACQUE.
Stomatologie	TELLIER.

AGRÉGÉS

MM.	MM.	MM.	MM.
NOGIER	GARIN.	DUROUX	CORDIER
BRETIN	SAVY.	HOVELACQUE	ROUBIER
LERICHE	FROMENT.	TRILLAT	FAVRE
THEVENOT (Léon)	THEVENOT Lucien.	SARVONAT	MURARD
TAVERNIER	PIERY.	FLORENCE (G.)	BONNET
CADE.	COTTE	ROCHAIX	GRAVIER, chargé des fonctions.

M. BAYLE, Secrétaire.

EXAMINATEURS DE LA THÈSE

MM. MOREL, président ; COURMONT, assesseur ;
MM. BRETIN et ROCHAIX, agrégés.

La Faculté de médecine de Lyon déclare que les opinions émises dans les dissertations qui lui sont présentées doivent être considérées comme propres à leurs auteurs, et qu'elle n'entend leur donner ni approbation ni improbation.

A MON PÈRE

A MA MÈRE

En témoignage de ma reconnaissance
pour tout ce qu'ils ont fait pour moi.

A MA FEMME

A MON FRÈRE

AVANT-PROPOS

L'hygiène occupe chaque jour une place plus importante non seulement dans les Facultés où son enseignement est devenu obligatoire, mais aussi dans les décisions prises par les Conseils Municipaux pour l'assainissement des villes.

Un des problèmes les plus importants et des plus difficiles à résoudre pour les municipalités est celui de l'évacuation et de l'épuration des eaux d'égouts. Un procédé pratique et économique reste à trouver. L'épandage nécessite un terrain adapté d'une surface suffisante que l'on ne trouve pas toujours au voisinage des grandes villes ; l'épuration biologique intensive dont les résultats sont encore très discutés a le grand inconvénient de coûter fort cher. Un très grand nombre de villes pratiquent encore le déversement direct à la rivière de leurs eaux résiduaires non épurées. La ville de Besançon est dans ce cas. Nous avons cherché par des analyses faites à l'amont et à l'aval de la ville en différents points quel danger pouvait en résulter.

Ce sont les résultats de ces analyses et les conclusions que l'on peut en tirer que nous publions ici.

Nous adressons tous nos remerciements à M. le Professeur Morel qui a bien voulu accepter la présidence de cette

thèse ; à M. le Professeur agrégé Rochaix sous l'instigation duquel nous avons entrepris ces recherches et qui nous aida par ses conseils et sa connaissance approfondie de tout ce qui touche à l'hygiène ; à M. le Professeur Fournier, de la Faculté des Sciences de Besançon qui fit pour nous un petit aperçu géologique de la vallée du Doubs ; à M. le Docteur Maréchal, sous la direction duquel nous avons travaillé au laboratoire d'hygiène de Besançon ; à M. le Professeur P. Courmont ; à M. le Professeur agrégé Bretin et à tous nos anciens maîtres de la Faculté de Médecine et de Pharmacie de Lyon.

Evian-les-Bains, le 22 décembre 1920.

G. O.

INTRODUCTION

La contamination des fleuves et des rivières par les eaux d'égouts

La plus part des grandes villes sont construites le long des rivières ou des fleuves, c'est à eux que l'on devait confier tout naturellement le soin d'éloigner les résidus de la vie et en particulier les matières usées liquides.

Dans les agglomérations non pourvues d'un réseau d'égouts, les eaux ménagères, les eaux de surface provenant des pluies ou du lavage des rues, les eaux résidiaires industrielles sont rejetées à la rivière pendant la traversée de la ville, en dépit de la plus élémentaire règle d'hygiène. Quant il existe des égouts collecteurs, les eaux résiduaires sont conduites en aval de la cité mais sont très rarement épurées avant d'être rejetées dans les cours d'eaux.

Lorsque les eaux d'égouts sont peu riches en matières organiques dissoutes ou en suspension et surtout quand le débit de l'affluent est faible par rapport à celui de la rivière, le rejet ne semble pas occasionner d'inconvénient sérieux et jusqu'à vers 1850 aucun projet d'épuration ne fut même envisagé.

Avec l'accroissement de la population des villes, l'application plus rigoureuse du tout à l'égout, on s'aperçut bien vite que le rejet direct à la rivière, s'il pouvait constituer l'idéal pour la cité elle-même, n'était pas sans danger pour les riverains situés à l'aval.

La souillure peut être très grande ; la Seine, après avoir reçu une partie des égouts de Paris, voit sa teneur en azote organique passer de 0 mmg. 85 par litre au pont d'Asnières, à 7 mmg. 27 à Saint-Denis et le nombre des bactéries au c.c. aller de 163.000 à 2.419.000.

Inconvénients du rejet à la rivière

Quatre causes de nuisance peuvent résulter du rejet d'eau non épurée.

1° *Diminution de l'aération des rivières.* — Même lorsque la dilution est assez grande si les conditions de température et de vitesse du courant le permettent l'oxygène dissous sera absorbé par l'activité microbienne et la quantité consommée peut être supérieure à celle qui se dissout par le contact de l'air.

2° *Introduction d'un poison pour les êtres vivants* (poissons en particulier), mais ceci intéresse surtout les eaux résiduaires industrielles.

3° *Matières en suspension* qui s'accumulent au fond ou sur les rives déterminent des dépôts ou des envasements parfois assez considérables pour gêner l'écoulement des eaux. Les matières organiques déposées vont subir surtout en été le phénomène de la putréfaction. Sous l'action des microbes anaérobies et même de quelques aérobies par un processus de réduction, il va se dégager des gaz

putrides, parmi lesquels H^2S , PH^3 , NH^3 , CH^4 , et il va rester comme résidu des corps solides, liquides ou gazeux à odeur fétide.

4° *Déversement des bactéries intestinales* : Bactéries banales de putréfaction qui sont en grand nombre dans les matières fécales (100.000 au mm^3 et se multiplient rapidement si elle trouvent des conditions favorables), mais aussi bactéries pathogènes : vibriion cholérique, bacille dyssentérique et surtout bacille typhique. L'origine hydrique de la fièvre thyphoïde n'est plus contestée aujourd'hui, les riverains (par des puits forés sur les berges) et les villes en aval peuvent faire usage de l'eau de rivière comme source d'eau potable, d'où danger grave de contamination. C'est pour cette raison que, dès 1875, l'Académie de Médecine concluait que « la contamination de l'eau par les matières fécales humaines est particulièrement dangereuse, toute projection de cette matière qu'elle qu'en soit la quantité dans l'eau de source, de rivière ou de fleuve doit être absolument et immédiatement interdite ».

L'Angleterre, par suite du régime spécial de ses rivières à courant lent, fut la première à réglementer le déversement des eaux d'égoûts.

En France, à défaut de loi, les circulaires ministérielles du 19 avril 1905 et du 16 juin 1906 ordonnent au Conseil Supérieur d'Hygiène de France et aux conseils départementaux de n'accepter aucun projet de construction d'égoût ne prévoyant pas un procédé d'épuration.

L'Instruction ministérielle du 3 août 1909 indique que dans certains cas on pourra tolérer l'évacuation d'un effluent incomplètement épuré et légèrement putrescible

lorsque cet effluent sera déversé dans un cours d'eau à grand débit (d'un volume au moins 50 fois plus considérable). On s'assurera alors que l'eau de rivière ou de fleuve a une composition chimique et bactériologique sensiblement égale dans les échantillons prélevés en amont et en aval à quelques centaines de mètres du point de déversement.

L'auto épuration

Tous les cours d'eau se polluent pendant la traversée des villes, leur degré de souillure devrait aller croissant depuis leur source jusqu'à la mer ; on constate, au contraire, qu'à une certaine distance du point de contamination l'eau a non seulement retrouvé sa limpidité par la disparition des matières en suspension mais les substances organiques dissoutes ont été minéralisées, l'eau redevient imputrescible et le nombre de microbes au c.c. diminue rapidement.

L'auto-épuration des cours d'eaux a fait l'objet de très nombreuses études, surtout à l'étranger.

En Angleterre, dès 1866, Frankland et les Rivières Pollutions Commissions étudient la contamination de la Tamise, de la Lee, de l'Aire, de la Calder, de la Mersey, ils constatent une disparition lente de la matière organique. En 1869, Lethedy parle le premier d'une auto-épuration que Fidy, en 1880, attribue à des phénomènes biologiques.

En Allemagne, en 1884, les recherches de Hulda, sur l'Oder, après la traversée de la ville de Breslau, portent sur l'oxydabilité au permanganate, sur l'azote ammoniacal et l'azote albuminoïde (épuration en 15 heures, à 32 kms.). La même année, Fleck, sur les rivières de la

Saxe, constate le premier avec la disparition des matières organiques une augmentation des nitrites et nitrates. En 1887, Moser étudie les effets des égoûts de Würzburg sur le Main (épuration en 6 h., à 18 kms.). En 1890, Rausnitz fait une étude plus complète de l'Isar à sa sortie de Munich (épuration en 8 h., à 33 kms.), et Niedler de l'Elbe, à Dresde. En 1886, Franck recherche les variations microbiennes de la Sprée et de la Havel, entre Berlin et Sacrow. Uffelmann et Ohnmüller étudient le Nebel et le Warnow entre Gustrow et Rostock ; Cruse, le Rhin, à Marienbourg. Hutzer et Knublauch, le Rhin, en aval de Cologne.

En Italie, Celli et Scala recherchent la contamination du Tibre et son épuration.

En Suisse, Schlatter et Thomann analysent la Limmat à sa sortie de Zurich.

Le Danube, d'après Heider, posséderait une faible puissance épuratrice, il serait peu amélioré à 40 kms. de Vienne.

En Amérique, Longe, en 1889, analyse les eaux du canal qui reçoit les égoûts de Chicago. En 1890, Stearn recherche l'auto-épuration du Blackstone et du Merrimack River.

Les résultats d'une étude fort intéressante ont été publiés en 1907. La ville de Chicago pour éviter la contamination du lac de Michigan où elle puise ses eaux potables fit rejeter ses eaux d'égoûts dans l'Illinois, affluent du Mississipi. La ville de Saint-Louis qui puise ses eaux d'alimentation dans ce fleuve, intenta un procès à la ville de Chicago, située 575 kms à l'amont. Les analyses des experts montrèrent que malgré le rejet journalier de 1.812 tonnes de matières fécales et d'urine, l'augmentation des cas de fiè-

vre typhoïde constatée à Saint-Louis, ne saurait être attribuée au rejet dans l'Illinois des eaux d'égoûts de la Ville de Chicago ; les analyses permirent de constater que pendant le trajet (distance parcourue en 18 h.), l'ammoniaque diminuait de 96 %, la flore microbienne de 99 %.

En France, peu de travaux ont été publiés. Durand Claye, en 1885, montra l'altération progressive des eaux de la Seine pendant la traversée de Paris. Girard et Bordas, en 1895, étudient « la Seine de Corbeil à Rouen », et en 1898, « la Seine en aval de Paris ». En 1899, Macé et Imbeaux publient des résultats d'analyses sur la Meurthe et la Moselle après la traversée d'Epinal, Toul, Saint-Dié, Lunéville, Nancy.

Voici à titre d'exemple les analyses d'eau de la Seine effectuées par Girard et Bordas en août 1898, dans l'étude citée plus haut et celles de Hulda, sur l'Oder.

	Azote organique	Azote total	Oxygène dessous	Chlore	Bactéries au c.c.
Pont Royal.....			10 c.c. 4	6 mmg.	159.000
Point du Jour.....			9 c.c. 5	6 mmg.	300.000
Pont d'Asnières.....	0 mmg. 850	1 mmg. 89	9 c.c. 5	6 mmg.	163.000
Saint-Denis	7 mmg. 27	11 mmg. 29	7 c.c. 4	9 mmg.	2.419.000
Epina y	1 mmg. 26	3 mmg.	6 c.c. 7	10 mmg.	2.813.000
40 kms Bezons	0 mmg. 81	1 mmg. 90	5 c.c. 3	11 mmg.	2.855.000
48 kms Bougival	0 mmg. 78	3 mmg. 50	5 c.c. 1	10 mmg.	2.060.000
68 kms Conflans	0 mmg. 79	2 mmg. 50	6 c.c. 6	10 mmg.	414.000
90 kms Meulan	0 mmg. 40		8 c.c. 3	10 mmg.	275.000
105 kms Mantes			8 c.c. 5	10 mmg.	272.000

Voici les résultats obtenus par Hulda sur l'Oder :

	Résidu total	Perte au rouge	N H 3	Azote albuminoïde
Oder en amont de Breslau	169 mmg.	38 mmg.	0 mmg. 07	0 mmg. 24
Oder en amont des égoûts	175 mmg.	39 mmg.	0 mmg. 20	0 mmg. 24
Oder en aval des égoûts	533 mmg.	179 mmg.	10 mmg. 34	2 mmg. 98
Oder à la sortie de la ville	186 mmg.		1 mmg. 12	0 mmg. 42
Oder à 9 kms de la ville	179 mmg.		0 mmg. 48	0 mmg. 33
Oder à 14 kms de la ville	194 mmg.		0 mmg. 17	0 mmg. 30
Oder à 32 kms de la ville	183 mmg.		0 mmg. 54	0 mmg. 23

PLAN DE NOTRE ETUDE

Cette étude comprendra six parties :

1° Le Doubs à Besançon : Origine. Circuit. Débit. Composition de l'eau.

2° Les eaux d'égoûts de Besançon : volume par habitant. Composition moyenne. Réseau.

3° Procédés d'analyse. Mode de prélèvements. Recherches sur la contamination du Doubs par les eaux d'égoûts de Besançon.

4° Analyses du Doubs à l'aval de la Ville : . . .

A) Au printemps.

B) En été.

C) Après des pluies.

5° Mécanisme de l'auto-épuration. Interprétation des résultats pour le Doubs.

6° Danger pouvant résulter du rejet des eaux d'égoûts de Besançon dans le Doubs.

Conclusions.

CHAPITRE PREMIER

LE DOUBS A BESANÇON. -- LA VALLÉE DU DOUBS .— DÉBIT DE LA RIVIÈRE. — VITESSE DU COURANT. — COMPOSITION DE L'EAU.

§ 1. — La Vallée du Doubs. Aperçu géologique

Le Doubs, entre Montbéliard et Dôle, coule principalement dans la zone du vignoble, dont sa vallée suit la direction générale, mais grâce à ses sinuosités, cette vallée coupe à diverses reprises les plis de cette zone. C'est ainsi, pour ne parler que de la région qui fait plus spécialement l'objet de cette étude, que le Doubs en amont de Besançon recoupe une première fois l'anticlinal de la citadelle entre la Porte Taillée et la Porte Rivotte, puis après avoir décrit une boucle autour de la ville recoupe une seconde fois cet anticlinal entre la porte de Tarragnoz et la combe de Pont de Secours. A partir de là, la vallée suit la direction des plis jusque près du village d'Avanne ou, sur la rive droite, on peut voir une belle coupe de brachianticlinal faisant suite à celui de Rosemont. En amont de Rancenay, la vallée décrit à nouveau une grande bou-

cle qui vient recouper l'anticlinal du Château de Montferand.

Cette boucle est des plus curieuses car, dans sa partie amont, existent des pertes dont les résurgences viennent retomber dans la partie aval de la boucle, au-dessous du village de Rancenay.

Près de Thoraise, nouvelle boucle dans le flanc d'un anticlinal. Cette boucle de Thoraise est coupée comme celle de la citadelle par le tunnel du canal du Rhône au Rhin. A l'aval de la station de Boussières, le Doubs décrit à nouveau une grande boucle autour de la plaine d'alluvions d'Osselles puis coupe l'anticlinal de Routelle, et, de là, entre Saint-Vit et Dôle, vient longer la zone des plateaux occidentaux.

Ainsi donc la vallée du Doubs est entaillée tantôt en *cluses* (vallées transversales aux plis) tantôt en *combes* (vallées longitudinales) dans les formations jurassiques des zones du vignoble et des plateaux occidentaux. Aux époques pliocènes et quaternaires il suivait dans l'ensemble un tracé assez voisin de son tracé général actuel mais présentant beaucoup moins de sinuosités. Des terrasses anciennes et des galets silicieux disséminés permettent de retracer ses anciens cours.

Le fond de la vallée du Doubs et ses berges sont la plus part du temps garnis d'alluvions et dans la partie qui nous occupe assez rares sont les points où la rivière coule sur la roche à nu.

Voici, en résumé, les principaux terrains formant le lit : du barrage de la Malatte à la Porte-Taillée, la rive droite est en alluvions, la rive gauche en jurassique supérieur avec des berges constituées par des alluvions peu

épaisses et des éboulis. Entre la Porte-Taillée et le Pont de Brégille, les deux rives sont en jurassique moyen (bathonien moyen et supérieur), les berges sont formées par des alluvions peu épaisses, des éboulis et des terrains rapportés. Entre le Pont de Brégille et celui de Canot, les deux rives sont en alluvions. Au pont de Canot, le lit devient rocheux (calcaires du bathonien moyen), mais à 200 mètres à l'aval on retrouve des alluvions et des terrains rapportés sur la rive gauche, des éboulis sur la rive droite (Mazagran).

A l'aval, entre la porte de Tarragnoz et Beure, la rive gauche est constituée par du bathonien, du bajocien (tunnel du canal) puis de nouveau du bathonien et enfin du jurassique supérieur à partir du chemin qui monte à la courbe du Pont-de-Secours jusqu'à la bifurcation du chemin de Beure. Dans ce parcours la rive droite est régulièrement garnie d'alluvions.

A partir de Beure, rive droite et rive gauche sont assez régulièrement garnies d'alluvions, avec quelques rares apparitions de jurassique : à Rancenay (rive droite), à Thoraise (rive gauche).

A l'aval de Thoraise, la plaine d'alluvions existe plus ou moins large sur les deux rives et s'élargit de plus en plus vers l'aval.

§ 2. — Débit. — Vitesse du courant

Au plus bas étiage (très rarement atteint) le Doubs a un débit de 873.000 m³ par jour, en réalité il descend rarement au-dessous de 15 m³ à la seconde, soit 1.296.000 m³ par 24 heures.

Le débit journalier moyen pendant la période d'hiver a été de 4.320.000 m³.

Pendant les périodes de pluies moyennes (en dehors des périodes de grandes crues où le débit atteint 900 m³ à la seconde) le débit est de 200 m³ à la seconde environ.

La vitesse du courant en hautes eaux est de 2 m. 85 à la seconde et de 0 m. 45 en eaux basses.

Pendant la traversée de la ville, le Doubs a son cours régularisé par deux barrages, un barrage est également établi en amont de Velotte. La rivière présente entre le Faubourg Rivotte et Tarragnoz une différence de niveau de 4 m. 02.

Composition de l'eau

La composition chimique et bactériologique de l'eau varie peu avec les saisons. Voici deux résultats d'analyses :

	Analyse du 14 mars 1920				Analyse du 22 août			
Résidu à 110°.....	205	mmg. par litre			217	mmg. par litre		
Résidu à la calcination..	172	—	—	—	182	—	—	—
Mat. org. (0 emprunté en milieu acide)	2	—	3	—	2	—	2	—
Mat. org. (0 emprunté en milieu alcalin)	1	—	9	—	1	—	7	—
N H3 en azote	0	—	09	—	0	—	09	—
Azote albuminoïde	0	—	15	—	0	—	13	—
Azote nitrique	0	—	30	—	0	—	21	—
Azote nitreux	0	—	—	—	0	—	—	—
Chlorures en chlore	3	—	—	—	3	—	3	—
Oxygène dissous	10	c.c.			8	c.c.		
Degré hydrotimétrique ..	22				23			
Bactéries au C.C.	750				475			
Colibacilles au litre	100				50			

CHAPITRE II

LES EAUX D'ÉGOUTS DE BESANÇON. — LE RÉSEAU D'ÉGOUTS. — VOLUME PAR HABITANT. — COMPOSITION MOYENNE.

§ 1. — Le Réseau d'égouts

La ville de Besançon ne possède pas un réseau d'égouts complet, un projet est à l'étude depuis de longues années, mais sa mise en exécution est retardée par suite des difficultés que l'on rencontre pour épurer les eaux avant leur rejet à la rivière. En aval de la ville, il n'existe aucune plaine ayant la superficie nécessaire pour y pratiquer l'épandage ; l'épuration biologique intensive pourrait être tentée mais elle serait extrêmement onéreuse par suite de l'énorme volume d'eau à traiter.

L'avant-projet Jeannot prévoyant le rejet au Doubs après un passage de quelques heures dans une fosse septique s'est vu refuser l'approbation du Conseil Supérieur d'Hygiène de France.

Il existe actuellement deux réseaux importants. *Le Réseau Sud* qui recueille les eaux venant de la partie de la

ville construite dans la boucle du Doubs. Trois égoûts parallèles traversent ce quartier en allant du Sud-Est au Nord-Ouest, ils partent du pied de la citadelle pour aboutir à la rivière en aval du Pont du Battant. Un collecteur de ceinture suit le chemin des remparts et aboutit également au Pont du Battant. Des égoûts secondaires rejoignent les quatre artères principales. Quelques rues et notamment le quartier de la Préfecture ne sont pas pourvus d'égoûts.

Le collecteur Nord recevant les égoûts du quartier du Battant et venant se jeter dans le Doubs par deux ouvertures le long du quartier Vieil-Picard. Un égoût collectant les eaux résiduaires des rues du Petit-Battant, Champoud, Mayence, débouche en amont du pont du Battant vers la rue de Mayence.

Le quartier des Chaprais est desservi par un égoût principal qui suit la rue de Belfort, la rue des Chaprais, l'avenue Carnot et vient aboutir dans la culée du pont de la République.

Les égoûts des rues de la Liberté, de la Casotte et de l'avenue Fontaine-Argent, débouchent dans l'artère de l'avenue Carnot.

Entre les collines de Chaprais et de Beauregard coule le ruisseau de Fontaine-Argent transformée en canal à ciel-ouvert sur presque toute sa longueur. Il se déverse dans la rivière à la promenade Micaud.

L'abattoir possède un égoût particulier qui débouche en aval du Pont-Carnot.

L'hôpital évacue ses eaux-vannes par un égoût débouchant près de la gare d'eau.

Huit bateaux lavoirs sont échelonnés le long du Doubs.

Aucune industrie ne rejette au Doubs des eaux résiduaires impures pendant la traversée de la ville.

Le tout à l'égout n'est pas général. Citons à ce sujet le rapport Jeannot. « Nos recherches établissent que de la totalité des déchets vitaux de notre population (urines et fèces) 1/3 seulement est enlevé par les soins de la compagnie de vidanges (1). Un autre tiers va à l'égout et de là à la rivière au moyen de communications clandestines. Le tiers restant empoisonne le sous-sol et la nappe souterraine soit par des puisards proprement dits soit par des fosses fixes soi-disant étanches et dans ce dernier tiers une partie seulement, soit la moitié environ, fait encore retour au Doubs par l'intermédiaire de la nappe souterraine qui se trouve en contact avec lui.

De sorte que l'on peut estimer que la *moitié de la vidange totale à peu près* se fait par un tout à l'égout déguisé. »

§ 2. — Volume. — Composition moyenne

Les égouts débitent à l'étiage 700 litres par habitant et par jour, soit environ 24.000 m³ par 24 heures. En période normale, leur débit est de 32.500 m³. Les eaux vanes de Besançon sont ainsi très diluées si l'on songe qu'il n'est distribué à Paris que 350 litres d'eau par habitant et à Berlin 250 seulement.

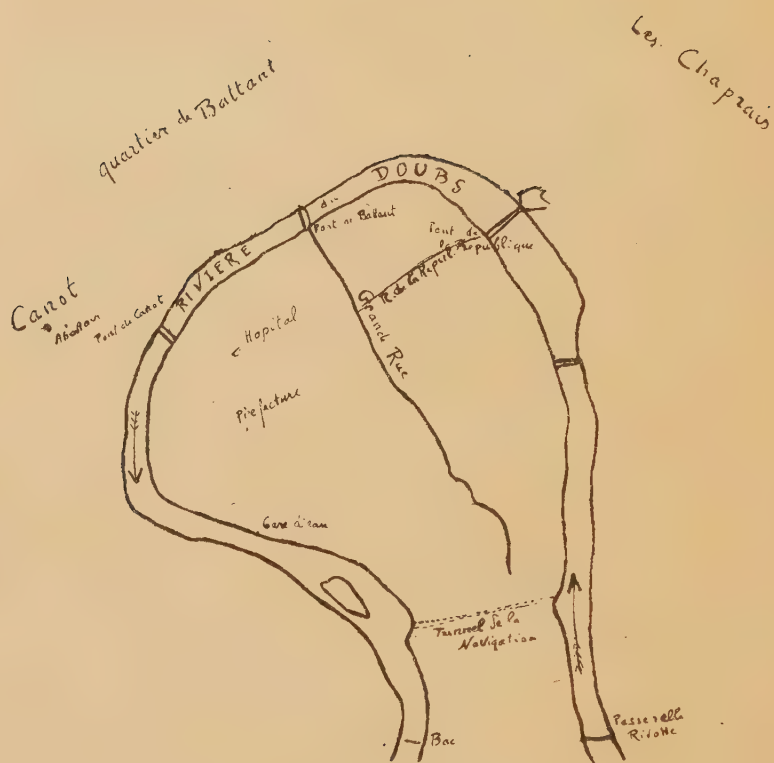
Besançon ne possédant pas de grand égout collecteur, il est extrêmement difficile d'obtenir un échantillon moyen, la composition de l'eau variant d'une bouche d'égout à

(1) Pour être d'ailleurs rejeté au Doubs immédiatement à la sortie de la ville sans avoir subi aucune épuration biologique ou traitement chimique.

l'autre et pour un même égoût de composition différente aux diverses heures de la journée.

	Egoût de Chaprais (14 mai, 14 hs)	Egoût de la gare d'eau (18 avril, 13 hs)
Résidu à 110°	375 mmg. par litre	970 mmg. par litre
Mat. org. (0 emprunté au milieu acide)	45 — —	125 — —
Mat. org. (0 emprunté au milieu alcalin)	41 — —	130 — —
Chlorures en Cl.	43 — —	125 — —
Nitrites	Fortes traces	1 mmg. 3 —
Matières en suspension..	45 mmg. par lit.	2.100 — —
Bactéries au c.c.	5.250.000	4.750.000
Coli au litre	5.250.000	2.000.000

	Egoût collecteur du quartier Nord (7 juillet, 6 h. 30)	(7 juillet 13 h. 30)
Résidu à 110°	420 mmg. par lit.	1.325 mmg. par litre
Résidu calcination	345 — —	930 — —
Mat. org. (en 0 emprunté au milieu acide).....	12 — —	65 — —
Mat. org. (en 0 emprunté au milieu alcalin).....	9 — —	58 — —
Cl	16 — —	80 — —
N H 3 en azote	4 — —	26 — —
Azote albuminoïde	5 — —	24 — —
Nitrites en azote	Traces	Fortes traces
Nitrates en azote	0.6 par litre	1.4 par litre
Matières en suspension :		
Minérales	50 mmg. par litre	325 mmg. par litre
Organiques	75 — —	210 — —
Bactéries au c.c.	170.000	1.250.000
Coli-bacilles au litre	175.000	2.100.000



Croquis de la Ville de Besançon

CHAPITRE III

RECHERCHES SUR LA CONTAMINATION DES EAUX DU DOUBS PAR LES EAUX D'ÉGOUTS DE BESANÇON. — PRÉLÈVEMENTS. — PROCÉDÉS D'ANALYSES. — CONTAMINATION DU DOUBS.

§ 1. — Prélèvements

Les prélèvements ont toujours été faits au milieu de la rivière à l'aide de bouteilles lestées stérilisées (trois litres sont nécessaires pour une analyse chimique complète).

Lorsque l'analyse ne pouvait être faite immédiatement, nous ajoutions 5 c.c. de chloroforme par litre pour arrêter toute activité microbienne.

Lesensemencements sur gélatine ou bouillon peptoné phéniqué pour la numération et la recherche du coli ont toujours été faits sur place à l'aide de pipettes graduées.

§ 2. — Méthode d'analyses. — Interprétation des résultats

Matières en suspension. — On les détermine par différence entre le résidu total de l'eau filtrée et de l'eau non

filtrée. Mais il n'est pas toujours facile d'obtenir un échantillon moyen la filtration pour les eaux d'égouts non diluées, riches en colloïdes, est parfois très lente, le filtre se colmate et des matières colloïdales peuvent le traverser.

La détermination des matières en suspension est cependant très importante puisque, par leur dépôt et l'envasement qu'elles occasionnent, elles constituent une des grandes causes de nuisance.

Matières organiques. L'eau est un véritable milieu de culture, son rôle hygiénique reposera non seulement sur les données bactériologiques mais aussi sur la teneur en matières minérales ou organiques. L'importance des matières organiques réside non dans leur quantité mais dans leur qualité. Les germes pathogènes constituant le danger d'une eau, une eau sera d'autant plus redoutable qu'elle formera un milieu de culture plus riche et plus favorable à leur développement.

Avec nos méthodes d'analyses actuelles, il est impossible « d'isoler et de caractériser » la matière organique d'une eau, aussi doit-on se contenter de l'évaluer approximativement par les méthodes suivantes :

a) *Par le résidu à la calcination.* Dans une capsule en porcelaine tarée, on évapore au B. M. 500 c. c. d'eau, on termine la dessiccation en maintenant à 110° pendant 4 heures, on pèse et l'on obtient ainsi le poids de substances minérales et organiques contenues dans l'eau. Une deuxième pesée après calcination de ce résidu au rouge double donnera par différence ce que l'on appelle la *perte au rouge*.

Cette perte au rouge peut donner des renseignements

utiles mais elle représente une partie des sels ammoniacaux l'eau de constitution de certains sels, une portion des nitrites, nitrates, chlorures et même des sulfates, et il faut se garder de considérer la perte au rouge comme représentant la matière organique.

b) *Par le permanganate.* C'est le procédé plus généralement employé. On dose la quantité d'oxygène que les matières organiques consomment lorsqu'on les brûle en solution acide par MnO_4K . MnO_4K chauffé en milieu acide dégage de l'oxygène suivant la formule :



mais il est nécessaire si l'on veut obtenir des résultats comparables entre eux d'opérer toujours dans les mêmes conditions. Toutes les matières organiques ne sont pas intégralement brûlées, l'acide oxalique seul emprunte au permanganate tout l'oxygène dont il a besoin, l'acide tartrique en emprunte les 3/4. D'une façon générale plus les corps sont simples, moins ils prennent facilement de l'oxygène au permanganate.

Une partie de l'oxygène dégagé dans la réaction peut également être employée à l'oxydation de certains composés minéraux nitrites en particulier.

Le dosage s'opère en solution acide et en solution alcaline, les produits d'origine végétale : sucre, dextrine, cellulose végétale absorbent plus d'oxygène en solution acide qu'en solution alcaline ; les matières fécales, les albuminoïdes absorbent au contraire plus d'oxygène en solution alcaline qu'en solution acide. D'où possibilité dans une certaine mesure de déterminer l'origine de la matière organique et la contamination de l'eau par des liquides de

fosses d'aisances ou par des matières albuminoïdes en putréfaction.

c) *Test d'incubation.* Le but de cette détermination n'est pas en réalité de déterminer la matière organique, mais d'apprécier la putrescibilité des eaux épurées ou du mélange eau d'égout , eau de rivière.

On dose l'oxygène emprunté au permanganate pendant trois minutes à la température du laboratoire par un volume donné de l'eau à analyser, l'analyse est sur un échantillon de même provenance après un passage de 7 jours à l'étuve à 30°.

Si l'eau contient une certaine quantité de matières organiques putrescibles, sous l'influence des micro-organismes, cette matière organique va se dégrader ; après absorption de l'oxygène dissous il y aura formation de substances facilement oxydables telles que H^2S (provenant de la réduction des sulfates) et la quantité d'oxygène absorbée après ce passage à l'étuve sera supérieure à celle du premier dosage. L'importance de cette différence d'oxygène absorbé peut servir à mesurer la putréfaction produite.

Si l'eau est peu riche en matières organiques et surtout si elle contient des nitrates en assez grande quantité, ceux-ci sous l'action de certaines bactéries vont se transformer en nitrites par le passage à l'étuve et il peut arriver que l'essai donne un coefficient plus fort qu'avant même sans putréfaction. Il faut avant de conclure s'assurer que l'eau qui a séjourné à l'étuve ne contient pas une quantité notable de nitrites.

Pour doser l'oxygène absorbé au bout de trois minutes on arrête l'action du permanganate par l'iodure de potas-

sium. Le permanganate non réduit libère une quantité correspondante d'iode que l'on dose à l'hyposulfite.

Dosage de l'azote. — Ce sont les substances albuminoïdes qui constituent la forme la plus dangereuse de la matière organique de l'eau. Sous l'action microbienne, les matières albuminoïdes se désagrègent peu à peu et la molécule organique se présente sous la forme de peptone, acides aminés, glycocolle, ammoniacque composée, urée, amines. NH^3 . N. Nitrites et nitrates.

a) *Azote à l'état d'ammoniaque.* Les matières organiques avant leur nitrification doivent être transformées en produits ammoniacaux, les ferments capables de réaliser cette transformation sont extrêmement nombreux dans l'eau, le sol, la boue. On dose NH^3 libre et combiné en distillant 500 c. c. d'eau rendue légèrement alcaline par addition de magnésie calcinée. On reçoit le distillat dans des tubes de Nessler. L'ammoniaque passe en totalité dans le premier quart de la distillation.

Le dosage se fait colorimétriquement. On combine NH^3 à l'iodomercurate de potasse (réactif de Nessler) de manière à obtenir le précipité d'iodomercure ammonium qui communique à l'eau une coloration jaune visible encore pour 1/400.000 de NH^3 . On se sert comme terme de comparaison de solutions titrées de NH^4Cl , correspondant à 1/100 de mmg. de N. par litre.

NH^3 est toujours en très faible quantité dans les eaux potables (moins de 0 mmg. 1 par litre).

b) *N. à l'état d'azote albuminoïde,* après avoir dosé l'ammoniaque, au résidu de la distillation, on ajoute une solution fortement alcaline de permanganate de potasse,

on distille à nouveau, les composés organiques azotés sont partiellement détruits et transformés en ammoniacque que l'on dose par Nesslerisation.

Suivant Franckland les résultats obtenus varient avec la concentration de la solution de permanganate et la nature de la matière organique dont une partie seulement est détruite, la méthode classique de Kjeldahl plus longue donne des résultats plus sûrs.

La méthode de Wanklyn nous a donné des résultats très comparables entre eux et suffisamment constants, nous avons réservé le dosage de l'azote par la méthode de Kjeldahl aux eaux d'égouts brutes.

c) *Azote Nitreux*. Les nitrites corps instables, termes de passage entre les composés ammoniacaux et les nitrates sont généralement l'indice d'une vie bactérienne intense.

Ils ont deux origines : a) nitrification qui n'est pas arrivée à son terme ; b) dénitrification des nitrates déjà formés sous l'influence des microbes dénitrifiants.

Dans les eaux courantes, ils sont toujours en très faible quantité et l'on peut se contenter d'une recherche qualitative par le réactif de Griess au sulfate de métaphénylenediamine qui peut permettre un dosage colorimétrique.

d) *Azote Nitrique*. Les nitrates sont le terme ultime de la transformation des matières azotées. Ce sont des corps facilement regressibles. Les microbes dénitrificateurs peuvent les détruire pour s'emparer de l'oxygène sans utiliser l'azote et les nitrates sont facilement assimilés par les végétaux aquatiques. Le dosage est basé sur la formation d'acide picrique par action de $\text{NO}_3 \text{H}$ sur l'acide phénique en présence de $\text{SO}_4 \text{H}_2$. On fait agir le réactif sulfo-phéniqué sur le résidu de l'évaporation.

Chlorures. — Le chlore en dehors de quelques cas qu'une étude géologique sommaire permet de déceler existe en très petite quantité dans les eaux de source. Les eaux d'égoûts au contraire, surtout si elles contiennent des matières fécales et des urines, sont très riches en chlorures (l'urine en renferme 12 pour 1.000). D'où possibilité d'étudier la pollution d'une eau par la variation de la quantité de chlorures. Mais ces variations très sensibles pour l'eau d'un puit ou d'une citerne donnent peu de choses pour les grands fleuves, les variations sont faibles et lentes en raison du petit volume de l'eau d'égoût par rapport au débit de la rivière.

Toutefois, les chlorures ne subissant aucune modification par auto-épuration, peuvent servir de terme de comparaison et permettre de suivre la marche de l'épuration.

Le dosage s'opère volumétriquement dans l'eau neutralisée par N/100 d'azotate d'argent en présence de chromate de potasse.

Degré hydrotimétrique. — Le degré hydrotimétrique permet de renseigner sur la quantité de sels alcalino-terreux et d'acide carbonique que contient une eau.

La détermination est basée sur la propriété que possède une solution hydroalcoolique de savon de former avec les sels terreux des composés insolubles. La dissolution de savon ne se produit qu'ensuite et se manifeste par une mousse persistante après agitation.

Si intéressante que puisse être ce dosage pour connaître la dureté d'une eau pour la cuisson des aliments et le lavage du linge, la connaissance de la teneur en sels calcaires ne présente que peu d'intérêt au point de vue

de l'hygiène, de la contamination et de l'auto-épuration des eaux.

Oxygène dissous. — Les eaux superficielles sont à peu près toujours saturées d'oxygène, à une température moyenne de 10° elles contiennent environ 10 c. c. d'oxygène.

La disparition de ce gaz indique une vie bactérienne intense.

La détermination de l'oxygène dissous devrait toujours être effectuée sur place. Dans le cas d'impossibilité on ajoute une solution de Hg Cl_2 pour arrêter l'activité microbienne et on remplit soigneusement le flacon.

Le principe du dosage est le suivant : l'hydrate manganoux est capable d'absorber l'oxygène dissous dans l'eau pour se transformer en hydrate manganique lequel en présence de IK et de H Cl donne Cl qui déplace une quantité correspondante d' I que l'on dose à l'hyposulfite.

On forme l'hydrate manganoux directement dans l'eau à analyser par action de la soude sur le sulfate de manganèse.

Numération des Bactéries. — Les eaux de rivières prises au dehors de toute agglomération ont une « teneur microbienne normale » variant dans des limites assez étroites, teneur qui est fonction de la nature du sol qui alimente la rivière, de la rapidité du courant, etc... Ces microbes proviennent de l'air et du sol. L'eau se charge de microbes cueillis à la surface et ne s'épure que partiellement par son passage à travers un sol perméable.

Pendant la période de pluies, la teneur bactérienne est

considérablement augmentée par suite de l'apport d'eau de ruissellement n'ayant subi aucune filtration.

Les microbes que l'on trouve normalement dans les eaux courantes se réduisent à un petit nombre d'espèces. Miquel et Roux ont trouvé et nous avons pu constater nous-même que les eaux courantes contiennent en hiver et en automne plus de bactéries qu'en été ce qui pourrait paraître singulier. Cela tient surtout au régime des pluies, à l'apport plus ou moins grand de l'eau de ruissellement, à la vitesse du courant qui retarde la sédimentation.

L'apport d'eau d'égout augmente considérablement la teneur en bactéries des eaux de rivière, il y a accroissement du nombre de variétés, on attache aujourd'hui une grande importance à cet accroissement, car il est toujours l'indice d'une pollution.

Le nombre de bactéries, sans avoir une valeur absolue puisque une eau chimiquement pure peut être riche en microbes et inversement, fournit cependant des renseignements très utiles et nous pouvons dire avec Koch « même si l'on n'arrive pas à trouver dans les eaux les germes infectieux eux-mêmes peut-être en petit nombre, une grande abondance de microbes indique néanmoins que l'eau est contaminée par des matières en décomposition riches en microbes qui peuvent renfermer parmi beaucoup de bactéries inoffensives des éléments pathogènes et infectieux ».

Nous avons vu que pour les eaux de rivière, les indications que pouvait fournir la variation des chlorures, perdaient de leur valeur à cause de la trop grande dilution, les variations microbiennes sont toujours très sensibles, tandis que le chlore passe de 3 mg. 1 par litre à l'amont

à 3 mmg. 4 à l'aval, le nombre de germes passe de 500 à 6 ou 7.000 au c. c.

La numération se fait par culture sur plaque après dilution de l'eau à analyser, on maintient à l'étuve à 20° pendant 12 jours.

Coli-bacilles et bactéries pathogènes. — L'analyse quantitative n'a pas une valeur indiscutable, l'analyse qualitative si elle était toujours possible nous renseignerait directement sur la potabilité d'une eau.

Tous les pathogènes peuvent se trouver dans l'eau de rivière souillée par des égoûts, mais le typhique est le seul que pratiquement on est appelé à rechercher.

Après avoir nié sa présence, on en était venu à le trouver partout aujourd'hui que l'on connaît mieux tous ses caractères on le décèle beaucoup plus rarement.

Le bacille typhique est relativement en petit nombre dans les eaux de rivière même contaminées par des matières fécales de quelques typhiques (à Besançon, les eaux d'égoûts, en hiver, sont journellement diluées dans 5.000.000 de m³ d'eau).

Il se trouve toujours mélangé au bactérium coli, hôte normal de l'intestin dont il possède les mêmes caractères de culture rapide à 41°5 et en milieu phéniqué, d'où très grande difficulté d'isolement.

La période d'incubation de la fièvre typhoïde étant de douze à quinze jours, quand on recherche le bacille dans les eaux il a le plus souvent disparu.

Il est donc à peu près impossible « en l'état actuel » de nos connaissances de déterminer les pathogènes de l'eau et en particulier le bacille typhique.

On a pensé que le coli-bacille, bien qu'incapable de constituer par lui-même un danger très grave indiquerait par sa présence une contamination fécale et l'existence sinon probable, du moins possible, de l'Eberth.

Au point de vue de l'auto-épuration, la recherche du coli-bacille garde toute sa valeur, l'Eberth, moins résistant que lui, disparaît plus rapidement et de la disparition du coli nous pourrions à fortiori déduire la disparition du typhique.

Onensemense en eau peptonée phéniquée, on met à l'étuve à 41°5. Trouble en 24 et même en 12 heures, s'il y a du coli. On l'identifie.

La méthode au rouge neutre par virage au jaune canari avec fluorescence verte donne d'excellents résultats, mais le coli n'est pas le seul à produire le virage, un certain nombre de bactéries des matières fécales le donnent également.

§ 3. — La contamination du Doubs

Les prélèvements pour l'analyse de l'eau du Doubs en amont de Besançon ont été faits soit du milieu de la passerelle de Rivotte, soit au barrage situé 300 mètres en aval.

Pendant la traversée de la ville, les échantillons ont été prélevés au pont de Carnot, 250 m. en aval des points où débouchent les deux principaux égoûts et à la sortie de la ville au-dessous de l'écluse, vers le bac.

Dilution. Pendant la période d'hiver le eaux d'égoûts sont diluées environ dans 150 fois leur volume d'eau de rivière.

Lorsqu' le Doubs est à l'étiage ce qui est très rarement atteint, la dilution n'est plus que de 1/30. Dans les périodes de pluies moyennes, le débit de la rivière atteint 800 à 900 fois le débit normal des eaux d'égoûts.

	Analyse du 7 mars après pluie				Analyse du 14 mars					
	Amont		Aval		Amont		Traversée de la ville		Aval	
Résidu à 110°	225 mmg.		237 mmg.		205 mmg.		212 mmg.		212 mmg.	
— calcination	179 —		188 —		172 —				179 —	
Mat. Org. en O absorbé en milieu acide	4 —	3	4 —	4	2 —	3	2 —	5	2 —	6
N H3 en azote	0 —	15	0 —	17	0 —	09	0 —	19	0 —	20
Azote albuminoïde	0 —	45	0 —	45	0 —	15	0 —	27	0 —	27
Nitrates en azote	0 —	75	0 —	75	0 —	30	0 —	32	0 —	30
Chlorures en chlore	3 —		3 —	2	3 —		3 —	3	3 —	3
Degré hydrotimétrique ...	23		23		22		22		22	
Bactérie au c. c.	23.500		29.500		750		5.900		6.850	
Coli au litre	11.000		13.000		100		6.000		4.500	

Analyse du 23 juin, après pluie

	Amont		Traversée de la Ville		Aval	
Résidu en 110°	218 mmg.		227 mmg.		230 mmg.	
Mat. org. en O empr. au Mn 04 K en milieu acide	3 —	7	3 —	9	3 —	9
Mat. org. en O empr. au Mn 04 K en milieu alcalin	2 —	9	3 —	4	3 —	5
N H3 en azote	0 —	19	0 —	21	0 —	25
Azote albumonoïde	0 —	40	0 —	51	0 —	47
Azode nitrique	0 —	44	0 —	50	0 —	52
Chlore	3	5	3 —	7	3 —	3
Degré hydrotimétrique ..	23		23		23	
Oxygène dissous	9 c.c.	5	9 c.c.		8 c.c.	5
Bactéries au c. c.	17.000		29.500		30.000	
Coli au litre	7.000		11.000		10.000	

Analyse du 22 août

	Amont	Traversée Ville de la	Aval
Résidu en 110°	217 mmg.	240 mmg.	245 mmg.
Mat. org. en O empr. au Mn 04 K en milieu acide	2 — 2	3 — 7	3 — 9
Mat. org. en O empr. au Mn 04 K en milieu alcalin	1 — 7	3 — 3	3 — 2
N H3 en azote	0 — 07	0 — 61	0 — 55
Azote albuminoïde	0 — 13	0 — 57	0 — 60
Azote nitrique	0 — 21	0 — 22	0 — 22
Chlore	3 — 3	4 — 2	4 — 2
Degré hydrotimétrique ..	2.2	23	23
Oxygène dissous	8 c.c. 5	7 c.c. 5	7 c.c. 5
Bactéries au c. c.....	475	27.500	27.000
Coli au litre	50	13.000	14.000

Ainsi pendant la période d'hiver, correspondant à une dilution d'environ 150 à 200 fois, le rejet des eaux d'égoûts n'amène pas une grande variation dans la composition chimique de l'eau.

L'eau du Doubs ainsi souillée ne serait pas classée comme suspecte si nous admettons les limites établies par le laboratoire municipal de Paris :

	Eau pure	Eau potable	Eau suspecte	Eau mauvaise
Extrait à 180°			+ de 500 mmq.	
Degré Hydr.	5 à 15	15 - 20	+ de 30	+ de 100
O. emp. au Mn O4K. — de 1 mmg.		1 à 2 mmg.	3 à 4 mmg.	+ de 4 mmg.
N H3			0 à 1 —	+ de 1 —
Chlor. en Na Cl	— de 27 mmg.	30 à 70 mmg.	80 à 160 —	+ de 160 —
Sitr. en N O3K			de 10	

Pendant la période de pluies, le Doubs fortement souillé à l'amont sort de la ville à peine plus contaminé.

En été, lorsque le Doubs est voisin de l'étiage, la composition chimique varie davantage entre l'amont et l'aval. La quantité d'oxygène empruntée au permanganate passe de 2 à 3.7 et 4 mgg. par litre. L'azote ammoniacal et albuminoïde varient dans de semblables proportions.

La variation des chlorures est peu sensible, la dilution étant trop grande, par contre le nombre de bactéries au c. c. est toujours au moins 10 à 12 fois plus grand en aval qu'en amont. Si nous prenons comme base d'appréciation l'échelle de Miquel l'eau à la sortie de la ville serait presque toujours classée comme très impure, même pendant la période d'hiver correspondant à une grande dilution.

Voici l'échelle de Miquel :

Moins de 100 germes au c. c.....	Eau très pure.
— de 100 à 1.000	Eau pure.
— de 1.000 à 10.000	Eau impure.
Plus de 10.000	Eau très impure.

CHAPITRE IV

L'AUTO-EPURATION

ANALYSES

Les prélèvements à l'aval de la Ville ont été effectués à Velotte (4 km. de Besançon), Avannes (8 km.), Montfer-rand (17 km.), à Saint-Vit (30 km.).

A. — Pendant les mois de janvier, février, mars

Analyse du 25 janvier 1920 (température de l'air 4°, de l'eau 5°)

	Amont (8 h. du matin)	Aval (8 h. 30)	Velotte (9 h. 30)	Avannes (10 h. 30)
Résidu à 110°	204 mmg.	211 mmg.	210 mmg.	210 mmg.
Résidu à la calcination	170 —	175 —		
Mat. org. en O emp. au Mn				
O4 K. en milieu acide	2 — 5	2 — 7	2 — 7	2 — 6
Mat. org. en O emp. au Mn				
O4 K. en milieu alcalin	2 — 1	2 — 4	2 — 4	2 — 4
Chlore	3 — 1	3 — 3	3 — 3	3 — 3
N H3 en Azote	0 — 08	0 — 17	0 — 15	0 — 15
Azote alb.	0 — 16	0 — 27	0 — 25	0 — 23
Nitrites	0 —	0 —	0 —	0 —
Bactéries au c. c.	800	8.000	7.500	6.000
Coli au litre	150	3.000	2.000	900

Analyse du 15 février 1920 (température de l'air 6°, de l'eau 5°)

	Amont	Traversée de la ville		Velotte	Avannes	Montfermeil
	205 mmg.	210 mmg.	210 mmg.			209 mmg.
Résidu à 110°	169	173				175
Résidu à la calcination	2	5	8	2	2 mmg.	7
Mat. org. en O. emprunté en milieu acide	2	2	6	2	2	5
N H3 en azote	0	07	0	0	0	2
Azote alb.	0	15	28	0	0	25
Azote nitrique	0	40	41	0	0	41
Nitrites	0	0	0	0	0	0
		Traces très faibles				
Matières en suspension	0	4 mmg.				
Chlore	3	1	3	3	3	35
Oxygène dissous	10 c.c.	9 c.c.	5			
Test d'incubation	0.8	0.9		0.9		0.9
	0.8	1.1		1.1		1
Bactéries au c. c.	550	7,500		7,000	6,350	4,200
Coli au litre	150	6,000		4,000	2,500	500

Analyse du 29 février

	Amont	Traversée de la ville		Aval	Velotte	Avannes	Montfermeil
Bactéries au c. c.	750	9,500		9,000	7,800	6,100	4,700
Coli au litre	250	5,000		5,000	3,000	1,250	400

Analyse du 14 mars 1920. (Température de l'air 6°, de l'eau 5°)

	Amont	Traversée de la ville	Aval	Velotte	Avannes	Montferrand	St-Vit
Résidu à 110°	205 mmg.	212 mmg.	212 mmg.				208 mmg.
Perte au rouge	172		179		209 mmg.		177
O emprunté au Mn O4K en milieu acide	2	3	2	5	2	5	2
O emprunté au Mn O4K en milieu alcalin	1	9	2	1	2	2	1
O dissous	10 c.c.	9 c.c.	9 c.c.	6			10 c.c.
N H3 en Azote	0 mmg.	09.	0 mmg.	21 0	0	17 0	15 0
Azote alb.	0	15	0	27 0	22 0	17 0	15
Azote nitreux	0	traces			0	0	0
Azote nitrique	0	30	0	36 0	35 0	35 0	37
Matières en suspension ..		6	5			2	
Degré hydrométrique	22	22	22	22	22	22	22
Test d'incubation	0.9	1.1	1	1	1	1	1
Chlore	1	1.5	1.4	1.4	1.5		1.2
	2 mmg.	3 mmg.	3 mmg.	3 mmg.	3 mmg.	3 mmg.	3 mmg.
Bactéries au c. c.	750	5.900	6.850	6.100	5.200	3.200	850
Coli au litre	100	6.000	4.500	3.100	1.000	500	50

Analyse du 21 mars 1920

	Amont	Traversée de la ville	Aval	Velotte	Avannes	Montferrand	St-Vit
Bactéries au c. c.	1.000	5.500	5.750	5.000	3.750	3.600	750
Coli au litre	250	3.000	3.000	2.000	1.750	1.500	500

B. — Pendant la période mai, juin, juillet, août

Analyse du 24 mai 1920

	Amont	Traversée de ville	Aval	Velotte	Avanne	Montferrand	St-Vit
Résidu à 110°	210 mmg.	225 mmg.	225 mmg.		222 mmg.		210 mmg.
Résidu à la calcination..	181 —	187 —	187 —		189 —		190 —
O emprunté au perman- ganate en milieu acide	17 —	2 —	7 —	2 mmg.	9 —	1 —	1 —
O emprunté au perman- ganate en milieu alcalin	1 —	5 —	6 —	2 —	4 —	1 —	1 —
N H3 en azote.....	0 —	07 —	39 —	0 —	39 —	17 —	0 —
Azote albuminoïde	0 —	17 —	41 —	0 —	37 —	21 —	0 —
Azote nitrique	0 —	27 —	30 —	0 —	37 —	32 —	0 —
Azote nitreux	0 —	traces	traces	0 —	0 —	0 —	0 —
Chlore	3 —	3 —	3 mmg.	7 —	3 mmg.	8 —	3 —
Test d'incubation	0.8 —	1.2 —	1.2 —	1.1 —	1.1 —	0.7 —	0.7 —
Matières en suspension..	0 —	2.0 —	1.9 —	1.9 —	1.7 —	1 —	0 —
Degré hydrotimétrique....	21 —	7 —	6 —	22 —	22 —	22 —	22 —
Bactéries au c. C.....	700 —	12,000 —	11,500 —	10,000 —	7,200 —	1,800 —	750 —
Coli au litre	100 —	10,000 —	12,500 —	9,000 —	1,500 —	750 —	200 —

Analyse du 30 mai 1920

	Amont	Ville	Aval	Velotte	Avannes	Montferrand
Bactérie au c. C.....	770 —	9,750 —	8,250 —	5,000 —	3,100 —	1,280 —
Coli au litre	200 —	8,000 —	8,000 —	4,000 —	1,250 —	100 —

Analyse du 13 juin 1920

	Mont	Traversée de la ville	Aval	Velotte	Avannes	Monferrand
Résidu à 110°	220 mmg.	227 mmg.	230 mmg.	230 mmg.	227 mmg.	225 mmg.
Résidu à la calcination	185		190			187
O emprunté au Mn 04 K milieu acide	1	9	2	9	2	4
O emprunté au Mn 04 K milieu alcalin	1	8	2	6	2	5
N H3 en azote	0	05	0	40	0	19
Azote albuminoïde	0	12	0	40	0	35
Azote nitrique	0	27	0	30	0	35
Azote nitreux	0		traces	traces	0	0
Matières en suspension	0	9	7			0
Chlore	2	2	4 mmg.2	4 mmg.4	4 mmg.4	4 mmg.4
Oxygène dissous	9 c.c. 5		8 c.c. 5			9 c.c. 5
Test d'incubation	0.7	1.1	1.2	1.1	1	0.8
Degré hydrométrique	0.7	1.5	1.6	1.5	1.2	0.9
Bactéries au c.c.	22	23	23	23	23	23
Coli au litre	600	15,000	17,500	16,000	9,000	1,000
	600	8,000	10,000	8,000	2,000	125

Analyse du 20 juin 1920

Montferrand	Avannes	Velotte	Aval	Amont
800	4.500	12.000	13.000	475
100	1.250	4.000	6.000	100
				Bactériers au c. c.
				Coli au litre

Analyse du 11 juillet 1920

	Amont	Traversée de la ville	Aval	Velotte	Avannes	Montferrand	St-Vit
Résidu 110°	218 mmg.	225 mmg.	230 mmg.	230 mmg.	227 mmg.	223 mmg.	
Résidu à la calcination ...	185 —	—	190 —	—	192 —	192 —	
O empr. au Mn O ₄ K en en milieu acide	1	3	0	1	2	1	8
O empr. au Mn O ₄ K en milieu alcalin	1	2	5	7	2	1	6
N H ₃ en Azote	0	0	45	46	0	1	0
Azote albuminoïde	0	13	39	51	0	1	0
Azote nitrique	0	21	0	27	0	15	0
Azote Nitreux	0	—	25	0	0	0	15
Matières en suspension ..	0	traces	traces	traces	0	45	0
Chlore	0	9	6	0	2	0	37
Oxygène dissous	3 mmg.	4 mmg.	1	4 mmg.	4 mmg.	3	4 mmg.
Test d'incubation	9 c.c.	—	8 c.c.	—	—	—	—
Degré hydrométrique	0.7	1.1	1.1	1	0.9	0.7	9 c.c.
	0.8	1.7	1.6	1.4	0.9	0.7	0.7
	0.8	1.6	1.7	1.5	1.2	0.9	0.7
Bactéries au c. c.	475	22,000	17,500	12,500	6,700	600	450
Coli au litre	50	8,000	10,000	4,000	1,250	100	100

Analyse du 25 juillet 1920

	Amont	Aval	Velotte	Avannes	Montferrand
Bactéries au c. c.	600	27,500	21,250	10,000	750
Coli au litre	100	18,000	6,000	500	50

Analyse du 16 août 1920

	Amont	Aval	Velotte	Avannes	Monferrand
Bactéries au c. c.	375	35.000	22.000	2.500	600
Coli au litre	100	10.000	8.000	250	50

Analyse du 22 août 1920

	Amont	Traversée de ville	Aval	Velotte	Avannes	Monferrand
Résidu à 110°	217 mmg.	240 mmg.	245 mmg.	232 mmg.		225 mmg.
Résidu à la calcination	182	197				187
Mat. org. en O. emprunté au Mn O4 K. milieu acide	2	3	7	3	2	4
Mat. org. en O. emprunté au Mn O4 K. milieu alcalin	1	7	3	2	2	1
N H3 en Azote	0	07	0	55	0	1
Azote alb.	0	13	0	60	0	37
Azote nitrique	0	21	0	22	0	30
Azote nitreux	0	traces	traces	traces très faibles	0	47
Matières en suspension	0	9 mmg.	7 mmg.	2 mmg.	0	0
Chlore	3	1	2	4	4	3
Oxygène dissous	8 c.c.	5	7 c.c.	5	3	9 cc.
Degré hydrométrique	22	22	23	23	23	23
Test d'incubation	0.7	1.3	1.4	1.2	1.0	0.7
	0.7	1.9	1.9	1.6	1.2	0.8
Bactéries au c. c.	475	27.000	27.000	22.000	3.500	700
Coli au litre	50	12.500	14.000	7.200	500	50

C. — Analyses après une période de pluie

Analyse du 7 mars (après pluie)

	Amont	Aval	Velotte	Avannes	Monferrand	St-Vit
	225 mmg.	237 mmg.		235 mmg.		235 mmg.
Résidu à 110°	179	188				188
Résidu à la calcination	4	4	4 mmg. 4	4	4 mmg. 3	4
Mat. org. en milieu acide	4	4	4	4	4	4
Mat. org. en milieu alcalin	0	15	17	16	16	12
N H3 en azote	0	45	46	40	37	40
Azote alb.	0	75	70	70	75	72
Azote nitrique	0	0	0	0	0	0
Azote nitreux	10	11	10	10	8	8
Matières en suspension	3	3	3	3	3	3
Chlore	9 c.c. 5	9 c. c.				9 c. c.
Oxygène dissous	1	1.1	1.1		1.1	1
Test d'incubation	1.4	1.6	1.5		1.4	1.4
Degré hydrométrique	23	23	23	23	23	23
Bactéries au c. c.	23.500	29.500	27.500	26.000	25.0000	26.000
Coli au litre	11.000	13.000	13.000	10.000	8.000	8.000

Analyse du 25 avril 1920

	Amont	Aval	Velotte	Avannes	Monferrand
Bactéries au c. c.	7.800	14.000	13.000	12.500	9.700
Coli au litre	4.000	7.000	7.000	5.000	2.500

Analyse du 4 juillet (après pluie)

	Amont	Aval	Veloite	Avannes	Monferrand
Résidu à 110°	218 mmg.	230 mmg.	230 mmg.	230 mmg.	227 mmg.
Mat. org. en milieu acide.....	3 — 7	3 — 9	3 — 7	3 — 7	3 — 6
Mat. org. en milieu alcalin.....	2 — 9	3 — 4	3 — 4	3 — 3	2 — 9
N H3 en azote	0 — 19	0 — 21	0 — 20	0 — 20	0 — 19
Azote alb.	0 — 41	0 — 51	0 — 52	0 — 50	0 — 49
Azote nitrique	0 — 46	0 — 51	0 — 53	0 — 55	0 — 51
Azote nitreux	0 —	0 —	0 —	0 —	0 —
Chlore	3 — 5	3 — 7	3 — 7	3 — 7	3 — 7
Degré hydrotimétrique	23	23	23	23	23
Oxygène dissous	9 c.c.	8 c.c. 5			8 c.c. 5
Coli au litre	-8,000	11,000	7,500	6,000	7,000
Bactéries au c. c.	17,000	29,500	29,000	23,000	19,000

Les résultats

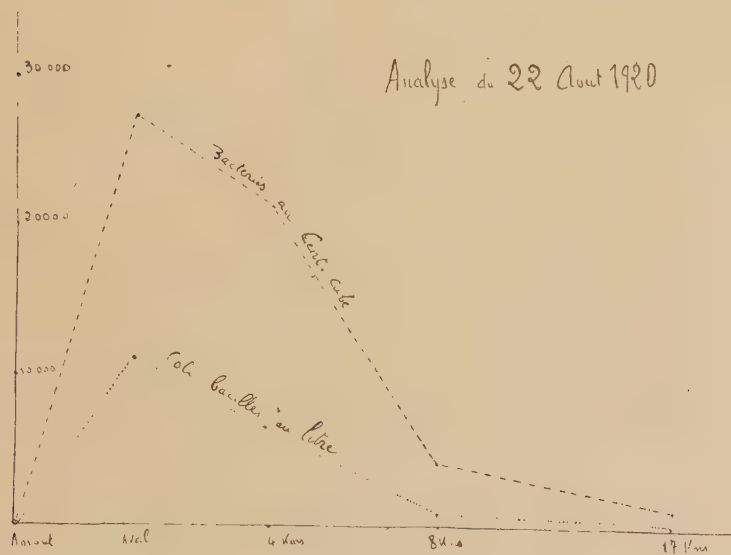
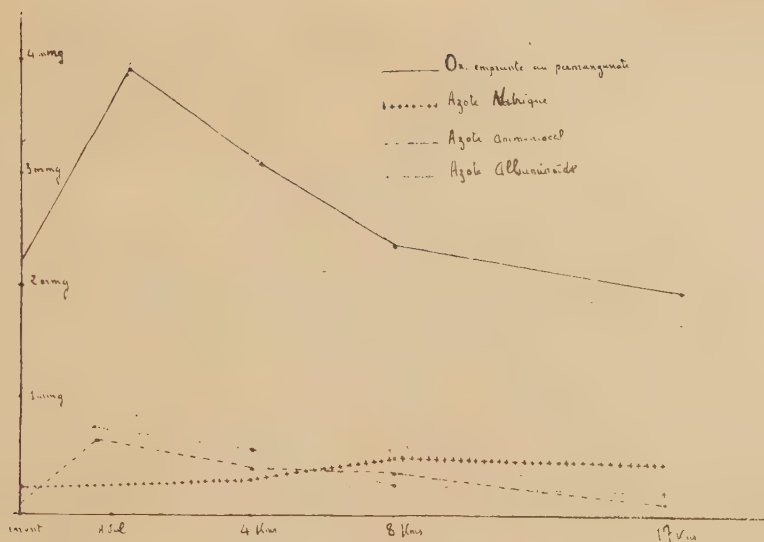
1° Ainsi qu'il ressort des analyses effectuées en février, mars, l'épuration bactérienne est relativement lente, elle ne devient sensible qu'à une dizaine de kilomètres, le colibacille disparaît plus rapidement.

Il n'est pas toujours facile de suivre l'auto-épuration chimique, la composition de l'eau variant relativement peu pendant la traversée de la ville :

Disparition progressive de l'azote albuminoïde et de l'azote ammoniacal, l'azote nitrique ne subit pas de variations apparentes.

2° Pendant la période d'été l'épuration est beaucoup plus rapide, au-delà de 10 kms. la teneur bactérienne est déjà le plus souvent ce qu'elle était à l'amont de la ville. L'épuration chimique n'est pas exactement parallèle à l'épuration biologique, elle est plus lente. L'azote ammoniacal et l'azote albuminoïde diminuent avec accroissement sensible de l'azote nitrique.

3° Après les périodes de pluies l'épuration (bactérienne et chimique) est très lente.



CHAPITRE V

MECANISME DE L'AUTO-EPURATION

§ 1. — Facteurs de l'auto-épuration en général

Une série de facteurs peuvent intervenir dans l'épuration spontanée des rivières :

Action de l'air et de la lumière sur les bactéries. — La lumière diffuse retarde le développement de la plupart des bactéries et la lumière solaire directe a une action stérilisante certaine dont on peut se rendre compte en repérant l'expérience de Franckland et Marshall : on ense-mense sur de la gélatine coulée dans des boîtes de Petri des spores charbonneuses, sur la plaque on dépose une croix métallique et on expose à la lumière solaire réfléchie pendant quelques heures, on porte à l'étuve : le développement des colonies ne se produit qu'aux points où la lumière n'a pas pénétré.

Cette action bactéricide s'exerce également sur les microbes en suspension dans l'eau et la durée de l'exposition pour obtenir une stérilisation complète doit varier

non seulement avec l'épaisseur de la couche de liquide mais aussi avec l'espèce microbienne. Les bactéries normalement contenues dans l'eau offrent une résistance beaucoup plus grande.

Voici des résultats d'analyse effectuée par nous le 15 mai 1920 sur de l'eau prise à l'amont et à l'aval de la ville et sur une émulsion de bacille typhique dans de l'eau physiologique ; exposées à la lumière solaire directe, les liquides étaient placés dans des tubes à essai de 1 c. c. de diamètre environ et le liquide agité au moment de l'ensemencement :

Durée de l'exposition	Eau de l'aval	Eau de l'amont	Emulsion du b. typhique
0'	16.000	650	250.000
10'	13.500	650	145.000
15'	12.000	625	45.000
30' *	8.500	640	7.000
45'	7.600	525	100
60'	4.700	435	0
1 h. 30'	1.700	373	
2 heures	700	150	

Mécanisme de l'action solaire : pour Gino Galeotti, l'action solaire se manifeste chez les bactéries par un arrêt du pouvoir reproducteur. Dans ses expériences après 2 à 7 minutes d'exposition au soleil, toute activité reproductrice avait disparu alors que les bactéries étaient mobiles après une demi-heure d'exposition.

Marshall Ward, en 1880, reconnut que l'action solaire était due surtout aux rayons ultra-violets. Richardson admettait la formation de $H^2 O^2$ formé aux dépens de l'O dissous,, mais Cambier montra qu'il est possible de sté-

riliser à peu près dans le même temps de l'eau chargée d'O et de l'eau sans O, et Nogier prouva expérimentalement qu'il n'y avait formation ni d'H₂O₂ ni d'O₃.

On avait pensé que le milieu soumis à l'action solaire subissait des transformations chimiques qui pouvaient le rendre impropre à la vie bactérienne mais un bouillon de culture maintenu pendant plusieurs heures à la lumière solaire directe peut encore nourrir des microorganismes, il semble que les rayons lumineux exercent leur action stérilisante directement sur le protoplasma vivant.

Stérilisation des eaux courantes par la lumière. Pour Rothemidt la lumière ne serait pas bactéricide dans les conditions naturelles.

Miramont de la Roquette a retrouvé du coli dans de l'eau exposée sous 10 mm. d'épaisseur à de très fortes insulations pendant 5 heures.

La lumière n'agit que sur des liquides limpides les particules en suspension absorbant les rayons ultra-violets.

Dans les eaux courantes, *l'action bactéricide de la lumière diffuse doit être à peu près nulle, l'action de la lumière solaire directe est lente dès que l'épaisseur de l'eau dépasse quelques centimètres elle est retardée sinon arrêtée par les matières en suspension, les bactéries de la putréfaction sont beaucoup plus sensibles à son action que les microbes contenus normalement dans les eaux.*

Action du mouvement et de l'oxygène. Le mouvement ne suffit pas à lui seul à expliquer une auto-épuration microbienne. Guiseppe Cao opérant dans des tubes qu'il centrifugeait a montré que le développement des germes

était plus rapides et plus grand dans les tubes en mouvement. Celui-ci agirait « en renouvelant incessamment le contact des bactéries avec les parcelles organiques » d'où activité plus grande et épuisement plus rapide du milieu nutritif.

Les résultats obtenus par lui en associant l'aération et le mouvement sont moins précis, il y aurait tantôt augmentation, tantôt diminution du nombre de germes.

Toutefois, dans les eaux courantes, *le nombre de germes paraît être en raison inverse de la quantité d'oxygène dissous* et l'eau courante n'est pas un milieu favorable au développement des microorganismes, même pendant l'été, quand le courant est très lent et que la température de l'eau atteint 18° nous avons toujours observé à l'aval de la ville une diminution progressive du nombre de germes, jamais une augmentation, un échantillon de cette eau, pris à un point quelconque, et placé à la température du laboratoire voyait au contraire le nombre de bactéries croître rapidement.

Le mouvement en favorisant la dissolution de l'oxygène supprime toute transformation microbienne anaérobie et évite les dégagements de gaz putride.

Sédimentation et actions moléculaires. La dilution en abaissant la densité des eaux d'égouts facilite la sédimentation. La lenteur du courant permet aux matières organiques ou minérales en suspension de se déposer, mais ce serait mal comprendre le phénomène que de voir seulement une action de densité. Des attractions moléculaires s'exercent entre le liquide et les particules solides en suspension. Sur ces particules viennent se fixer pour être

entraînées avec elles les microbes ou les substances trop légères pour le déposer par le jeu des densités.

On peut observer ce phénomène d'attraction dans un liquide trouble quelconque auquel on ajoute de la craie, du talc, du sable ou du noir animal.

L'addition de quelques millièmes d'alun éclaircit rapidement une eau dans laquelle un précipité d'argile reste obstinément en suspension.

Les procédés de clarification au blanc d'œuf, à l'albumine végétale, à la pâte à papier si souvent employés en pharmacie, sont basés sur des phénomènes d'attraction.

Les microbes en particulier sont très rapidement fixés. Franckland, agitant pendant un quart d'heure une eau chargée de microbes avec des particules solides a obtenu les résultats suivants :

	Nombre de germes		
	Avant :	Après :	Réduction :
1/20 de fer spongieux.....	609	63	90 %
1/25 de craie	155	10	93 %
1/15 de charbon animal	8.000	6	99 %
1/15 de charbon de bois	3.000	120	96 %
1/15 de coke pulvérisé	—	0	100 %

Ces actions moléculaires ne s'exercent pas seulement au sein du liquide : lorsqu'on fait passer une eau souillée à travers une couche de terre ou de sable ou que l'on laisse cette eau en contact avec une substance poreuse, par un phénomène d'attraction « de teinture » une partie des matières en suspension, des microbes ou même des matières organiques dissoutes se fixe sur le support. Thompson agitant de l'eau de fumier très souillée avec de la terre arable voit cette dernière s'emparer de la matière organique et l'eau se décolorer.

On a prétendu que cette mise « hors solution » constituait à elle seule toute l'épuration les microbes n'intervenant qu'après lorsque la matière organique est fixée. On constate, en effet, que *quelque soit le procédé d'épuration d'eau résiduaire ce phénomène de fixation précède toujours le phénomène de la désagrégation moléculaire* : dans le procédé d'épuration par le sol les matières organiques et les microbes sont fixés par les particules de terre à travers lesquels l'eau filtre ;

Dans le troisième temps de l'épuration biologique artificielle pendant la période de mouillage le liquide s'infiltre peu à peu dans la masse de scories « qui fixe comme par un phénomène de teinture la matière organique dissoute » ;

Dans le procédé plus récent d'épuration par les boues activées, il y a également deux phases distinctes, la première consiste « dans la fixation de $N. H^3$ et des autres principes azotés colloïdaux par la boue dont le rôle est ainsi assimilable à celui de la terre végétale, la seconde est la nitrification du complexe boue, principes azotés qui s'est formé ».

Les matières les plus diverses peuvent ainsi être fixées en dehors des microbes et des colloïdes : les substances azotées solubles paraissent être retenues d'autant mieux que leur molécule est plus élevée. Les hydrocarbures, les nitrates, les sulfates, les chlorures ne sont pas retenus.

La sédimentation et les actions moléculaires doivent jouer un rôle prépondérant dans l'auto-épuration des rivières.

Les actions microbiennes. — La matière organique dis-

soute ou fixée est incapable de se détruire par elle-même ; c'est aux microbes à qui, suivant l'expression de Duclaux, revient le rôle de « défaire ce qu'ont fait les animaux ou végétaux ». Ils puisent dans le milieu où ils vivent les aliments qui leur sont nécessaires incorporant une partie de la matière vivante et détruisant l'autre comme source de chaleur. Par dégradations successives, dont nous ne pouvons saisir que quelques termes de passage, les molécules organiques complexes sont ramenées à l'état de CO_2 , H_2S , H. N. NH_3 . Nitrites et nitrates.

Un grand nombre d'espèces microbiennes y prennent part. On admet généralement que chaque groupe microbien agit jusqu'à ce qu'il ait épuisé pour lui le milieu en le transformant en composés chimiques dont il ne s'accommode plus. D'autres catégories de microbes poursuivent le travail et ainsi de suite : dégradations successives en principe, simultanées en fait. Les anaérobies qui pour vivre et se développer empruntent l'oxygène dont ils ont besoin à la matière organique semblent plus spécialement chargés de la désintégration et de la liquéfaction des matières organiques complexes, les aérobies jouent le rôle d'oxydants.

Les transformations moléculaires s'opérant au sein de l'eau courante toujours riche en oxygène dissous sont surtout des phénomènes d'oxydation.

Sur les matières organiques fixées et dans les dépôts vaseux où les microbes se trouvent en très grand nombre, les transformations sont beaucoup plus actives et les anaérobies interviennent.

Dans les eaux stagnantes ou à courant très lent, quand les conditions de température le permettent, l'activité

microbienne va absorber l'O dissous et quand les nitrites et nitrates auront été détruits il y aura formation de gaz putrides parmi lesquels H^2S provenant de la réduction des sulfates. Si la dissolution de l'O est facilitée par le mouvement il n'y aura jamais formation de gaz malodorants.

Les termes ultimes de la désagrégation sont pour les hydrocarbures CO^2 , H^2O , H. pour les matières azotées complexes en l'absence d'O, CH^4 , H^2S , N. NH^3 et en présence d'O, CO^2 , NH^3 , NO^2 H. NO^3H .

Action des plantes. — L'azote organique est très mal assimilé par les plantes en général. Des phanérogames et des algues peuvent utiliser plus ou moins bien comme source d'azote différents composés organiques tels que urée, glyco-colle, asparagine, acide hippurique comme l'a montré Charpentier avec une algue empruntant N. à l'asparagine et à la peptone. Mais l'azote organique n'est assimilable par les phanérogames vertes que dans des cas exceptionnels et ne peut suffire à l'alimentation azotée de ces plantes.

Kolkwitz et Masson ont étudié la flore d'un effluent très pollué et décrit trois zones, mais les plantes sont alors les témoins de l'épuration et non les agents.

Si les plantes ne semblent pas jouer un rôle direct important elles servent de support aux microbes et aux particules en suspension, sur ces plantes aquatiques la vie bactérienne est intense.

Les végétaux à chlorophylle sous l'action de la lumière décomposent CO^2 , dégagent de l'oxygène qui en se dissolvant dans le milieu ambiant sera utilisé par les microbes.

Amides et Flagelles. - Les amibes vivent normalement dans l'eau douce, à l'aide de leurs pseudopodes elles sont capables d'absorber les particules alimentaires, leurs vacuoles digestives ne dissolvent que des matières protoplasmiques empruntées à des êtres vivants, algues et bactéries. Amides et flagelles doivent ainsi intervenir dans la destruction des bactéries.

Quant aux crustacés, vers, limaces et aux poissons, ils se nourrissent de matières albuminoïdes en suspension dans l'eau et aident à la désagrégation de la matière organique.

En dehors des facteurs précédents, d'autres causent interviennent dans l'épuration bactérienne.

Non appropriation du milieu. L'oxygène empêche le développement des anaérobies, certains groupes de microbes exigent un milieu riche en substances albuminoïdes et l'eau d'égout diluée n'est pas un bouillon de culture favorable au développement des bactéries intestinales. *L'épuisement du milieu nutritif et la concurrence vitale* amenant la disparition rapide d'espèces moins adaptées, peut-être aussi l'apparition d'une *substance empêchante* comme l'a montré Hankin pour l'eau du Gange, exerçant sur le bacille du choléra une action bactéricide très nette.

§ 2. -- Applications de ces facteurs à l'auto-épuration du Doubs

Le Doubs, ainsi que nous l'avons noté, est une rivière à courant relativement lent, son auto-épuration ne saurait être sous la dépendance des mêmes phénomènes que l'auto-épuration d'un fleuve rapide comme le Rhône.

En règle générale, on admet que le nombre de bactéries au c. c. est en raison inverse de la quantité d'oxygène dissous. Rien ne nous permet de l'affirmer pour le Doubs. La teneur en oxygène ne descend jamais au-dessous de 7 c. c. par litre et seulement en été au moment où l'épuration est rapide, quand la vitesse du courant est de 0 m. 4 à la seconde.

Quand la vitesse du courant atteint 3 à 4 m. à la seconde, la quantité d'oxygène dissous varie peu entre l'amont et l'aval et l'eau est presque toujours saturée et cependant l'épuration est plus lente.

L'air et la lumière doivent intervenir mais ils apparaissent comme des facteurs secondaires.

Il est le plus souvent très difficile de suivre les transformations subies par la matière organique, la dilution étant trop grande. Pendant l'été, l'augmentation des nitrates correspondant à une diminution de l'azote ammoniacal et de l'azote albuminoïde indique cependant une vie bactérienne assez active.

Quant à l'action des plantes il nous est difficile de formuler une opinion personnelle, les recherches de M. le Professeur Magnin ne portent que sur la flore des lacs du Jura et nous n'avons pu entreprendre une étude complète de la flore du lit de la rivière.

Quant à l'épuisement du milieu nutritif ou à la non appropriation de ce milieu pour certains groupes de microbes, ils pourraient permettre d'expliquer la diminution du nombre d'espèces mais non l'épuration totale, car l'eau de la rivière prise à un point quelconque et placée à l'étuve, ne tarde pas à donner une culture très riche, sinon en variétés du moins en nombre de microbes.

La sédimentation paraît jouer pour le Doubs le rôle principal. Elle permet d'expliquer la lenteur de l'auto-épuration constatée même en été dès que la vitesse du courant dépasse 3 ou 4 m. à la seconde et sa rapidité quand le courant est lent.

CHAPITRE VI

DANGER POUVANT RÉSULTER DU REJET DES EAUX D'ÉGOÛTS DE BESANÇON DANS LE DOUBS.

Nous n'avons jamais noté une diminution très sensible de l'aération de la rivière, même pendant l'été, la quantité d'oxygène dissous n'est jamais descendue au-dessous de 7 c. c. par litre. Les égoûts ne reçoivent pas d'eaux résiduaires industrielles toxiques, les eaux ne sont donc pas directement dangereuses pour les poissons, ceux-ci s'accumulant au contraire aux points de déversement pour se nourrir des matières organiques en suspension (1). Les eaux d'égoûts non directement dangereuses par elles-mêmes pourraient le devenir par un effet secondaire. Quand la dilution est faible, les fermentations actives, le courant de la rivière lent, l'oxygène dissous dans l'eau est absorbé par la vie microbienne et les poissons peuvent périr par asphyxie, mais cette éventualité n'est pas à envisager pour le Doubs.

(1) Golsmith pensait que l'on pouvait pratiquement épurer des eaux d'égoûts à l'aide d'étangs à poissons.

Pour les matières en suspension, plus le courant est rapide et plus les matières lourdes ou légères sont transportées au loin, avant de se déposer. Leur dissémination se fait sur un long parcours et les dépôts notables de vase ne sont pas à craindre. Quand le Doubs est voisin de l'étiage son courant lent permet une sédimentation plus rapide qui se produit même pendant la traversée de la ville. Toutefois les dépôts boueux-formés sont presque toujours complètement submergés et comme il y a toujours excès d'oxygène, les transformations s'opèrent sans dégagement de gaz putrides. Les orages sont assez fréquents, dès que la vitesse du courant atteint 1 mètre à la seconde, les matières déposées sont entraînées au loin.

Le seul danger réside donc dans le déversement des bactéries intestinales, danger atténué du fait qu'aucune agglomération à l'aval ne puise au Doubs son eau d'alimentation.

La vie des bactéries pathogènes dans l'eau. Si les eaux d'égoûts peuvent véhiculer tous les microbes pathogènes, le bacille typhique, l'amibe dysentérique, le vibrion cholérique, sont les seuls que pratiquement l'on est appelé à rechercher dans les eaux courantes, le bacille virgule se trouve très exceptionnellement dans nos pays.

La vitalité de l'Eberth dans l'eau a fait l'objet de très nombreuses études et les résultats publiés ont été souvent contradictoires.

Dans la Tamise, Franckland l'a retrouvé après trois semaines. De Giaksa dit qu'il peut vivre longtemps et pulluler dans l'eau de mer peu riche en microbes saprophytes et on l'a retrouvé à la sortie de lits de contact du Septic-tank.

En réalité, l'Eberth doit disparaître assez rapidement par concurrence vitale, il est très sensible à la lumière solaire directe et même à la lumière diffuse.

Nous avons obtenu en 5 heures la stérilisation d'eau distillée contenant une suspension de bacille typhique par exposition à la lumière diffuse, alors que de l'eau de rivière contenant des saprophytes n'était pas stérilisée même après plusieurs jours.

L'eau de rivière n'est certainement pas un milieu favorable au développement des bactéries intestinales.

S'il semble vivre peu de temps dans l'eau courante, les expériences de Chantemesse et Widal ont montré que le bacille typhique persiste longtemps dans les boues. On a signalé récemment aux environs de Besançon un cas de fièvre typhoïde survenu chez un ouvrier qui nettoyait un puit contaminé plusieurs mois auparavant.

L'Eberth doit résister beaucoup plus longtemps l'hiver que l'été (action plus lente de la lumière et diminution de la concurrence vitale).

Il est donc très difficile d'avoir une idée exacte de la vitalité du typhique dans l'eau courante : sous l'action de l'air et de la lumière il doit perdre rapidement de sa virulence mais un danger sérieux peut résulter des boues formées par sédimentation, car il est capable de s'y conserver longtemps avec son caractère pathogène.

En somme il ne paraît que le déversement direct des eaux d'égoûts de Besançon dans le Doubs constitue un danger bien considérable ; malgré cela il serait utile de les soumettre à une épuration préalable pour supprimer tout inconvénient.

CONCLUSIONS

I. — Variations observées sur la constitution chimique et bactériologique des eaux du Doubs avant et après la traversée de la Ville de Besançon.

a) *Pendant l'hiver.* La composition chimique varie peu entre l'amont et l'aval de la ville, le nombre de microbes au c. c. passe de 6 à 700 à 8.000.

b) *Après des pluies.* Contamination bactériologique et chimique faible par les eaux d'égoûts.

c) *Pendant les mois d'été.* Souillure très sensible même au point de vue chimique ; l'azote ammoniacal passe de 0 mmgr. 7, à 0 mmgr. 40 par litre, l'azote albuminoïde passe de 0 mmgr. 10 à 0 mmgr. 45. Le nombre des microbes au c. c. qui est de 4 à 500 à l'amont atteint 30.000 à l'aval.

II. — L'auto-épuration de la rivière se fait avec une rapidité différente suivant les périodes de l'année.

1° *Pendant les mois d'hiver* l'épuration semble achevée après un parcours de 30 kilomètres.

2° *Après des pluies.* Auto-épuration lente peu sensible après 30 kilomètres.

3° *Pendant les mois d'été* épuration déjà très nette à 8 kilomètres et qui paraît achevée à 17 kilomètres.

III. — **Le facteur principal** de l'auto-épuration du Doubs paraît être la sédimentation sans que cependant on puisse nier l'intervention des autres causes ordinairement invoquées (aération, etc.).

IV. — **Le déversement** des eaux d'égouts de la ville de Besançon, dans le Doubs, ne constitue pas un danger bien considérable. Il serait utile cependant de les soumettre à une épuration préalable pour supprimer tout inconvénient.

LE PRÉSIDENT DE LA THÈSE,

Albert MOREL.

Vu.

LE DOYEN,

Jean LEPINE.

Vu et permis d'imprimer :

LYON, le 22 janvier 1921.

Pour le Recteur et par Délégation,

LE VICE-PRÉSIDENT DU CONSEIL DE L'UNIVERSITÉ,

L. JOSSERAND.

INDEX BIBLIOGRAPHIQUE

- AIRD MURRAY. — Epuration des eaux d'égouts. — *The sanitary Record*, oct. 1911.
- BAUCHER. — Epuration biologique intensive des eaux de rivière. (*Vigot, éditeur*, 1907).
- BONJEAN et MARTEL. — Traité d'hygiène : le sol et l'eau. in Chantemesse. *Traité d'Hygiène*. Paris, 1906.
- CALMETTE. — Epuration des eaux d'égouts.
- CALMETTE et ROLANTS. — La fosse septique dans l'épuration des eaux d'égouts. *Revue d'hygiène*, 1908.
- CAMBIER. — Etude sur l'action bactéricide des radiations ultraviolettes et applications. *Revue d'hygiène*, 1910 p. 411).
— Sur l'épuration des eaux d'égouts par les boues activées. *Compte-rendu de l'Ac. des Sc.*, 7 juillet 1920.
- CAO Giuseppe. — Contribution à l'étude de l'influence du mouvement sur la vitalité et la virulence des germes. *Giornale della Reale Societa d'igiene*, 1903.
- CELLI et SCALA. — Studio dal punto di visto dell'igiene. *Roma*, 1890.
- J. COURMONT, Ch. LESIEUR et A. ROCHAIX. — Précis d'hygiène, *Paris, Masson*, 1914.
- DIRKSEN et SPITTA. — *Archiv. für Hygiene* XXXV, 1896.
- DUCLAUX. — Purification spontanée des fleuves. *Annales I. P.*, 1894.
- FRANK. — *Zeitschrift für Hygiene*, 1888.
- FRANKLAND. — Sur la purification des eaux. *Proc. of the Institution Engineers*, t. 85, 1880.

- GAUTIER. — Sur la signification du bacillus Coli dans les eaux potables. *Annales L. P.*, 1905, p. 232.
- GINO GALEOTTI. — Sull'azione dei raggi ultra-violetti sui batteri. (*Rapporté par Annales I. P.*, 1906).
- GIRARD et BORDAS. — Annales d'hygiène publique, 1893-1890.
- GRASSET. — Evacuation et épuration des eaux usées. *Thèse, Paris*, 1914.
- HEIDER. — *Oesterreichische Sanitaetswesen*, 1893.
- HULDA. — Beitrage Schweinenkanalisation und Wasserversorgung der Stadt Breslau. in *Centralblatt für allgem. Gaes*, 1884.
- JEGNNOT. — Assainissement de la ville de Besançon et mise à l'abri des inondations. 1907.
- KOLKWITZ et MARSOU. — *Internationale Revue des Gesant, hydrobiologie und hydrographie*. Janv. 1909.
- KOHL et HETSCH. — *Bactériologie expérimentale*. (Traduction de Carrière, Paris, 1918).
- KRUSE. — Epuration des fleuves. *Centralblatt für allg. Gesundheitspflege*, 1899.
- LECLERC DU SABLON. — Physique végétale.
- LETTS. — Déversement des eaux d'égoûts dans les eaux sujettes aux marais. *Journal of the Royal Sanitary Institute*. Fev. 1902.
- LOEW. — Sur la question de l'auto-épuration des fleuves. *Arch. f. Hygiene*, t. XVII, p. 259.
- MACE. — *Traité de bactériologie*. 2 vol., Paris, 1913.
- MALMEJAC. — *Revue d'Hygiène*, 1905.
- MANDEL et GRUAT. — Contribution à l'étude bactériologique des eaux. Les bacilles Colliformes des eaux. *Annales I. P.*, 1915, p. 459.
- MAX OKER BLOM. — Pouvoir bactéricide des rayons ultra-violets dans l'eau claire, trouble et colorée. *Zeitschrift für hygiene und infektionskrankheiten*.
- MIRAMOND de LAROQUETTE. — Expériences sur l'action bactéricide de la lumière solaire. *Annales I. P.*, 1918.

- NEUMAYER et PRANSTNITZ. — Das absterben der Microorganismen bei der Selbstreinigung der Flüsse. *Hygienische Rundschau*, 1898.
- PFEFFER. — *Physiologie végétale*.
- ROCHAIX A. — Recherche rapide sur la contamination bactériologique des eaux de boissons. *Revue d'hygiène et de police sanitaire*, R. XXXI, 1917, p. 472.
- ROTHEMIDT. — La teneur en bactéries à la surface des eaux courantes.
- ROUX. — *Analyses bactériologiques des eaux*. Paris, Baillière, 1897.
- RUEDIGER. — Auto-épuration des cours d'eau. *Revue d'hygiène*, 1911.
- SCHLATTER. — *Zeitschrift für Hygiene*, 1890.
- SCHMIDT. — Influence du mouvement sur la croissance et le développement des microbes. *Arch. f. Hyg.*, t. XIII, f. 247, 1891.
- THOMPSON. — Standards of purification for sewage effluents. Analysé in *Revue d'Hygiène*, 1919.
- THOMANN. — *Zeitschrift für Hygiene*, 1900.
- UFFELMANN et OHRMULLER. — *Arbeiten der K. Gesundheit*. 1891.
- K. WINSLOW, R. WINTHROP. — *Sewage disposal 1^{re} edition*. New-York John Wiley, 1910.

TABLE DES MATIERES

	Pages
AVANT-PROPOS	7
INTRODUCTION. — La contamination des fleuves et des rivières par les eaux d'égouts	9
Inconvénients du rejet à la rivière	10
L'auto épuration	12
PLAN DE NOTRE ÉTUDE	15
CHAPITRE PREMIER. — Le Doubs à Besançon. — La vallée du Doubs. — Débit de la rivière. — Vitesse du courant — Composition de l'eau	16
§ 1. — La Vallée du Doubs. — Aperçu géologique.....	16
§ 2. — Débit. — Vitesse du courant	18
Composition de l'eau	19
CHAPITRE II. — Les eaux d'égouts de Besançon. — Le réseau d'égouts. — Volume par habitant. — Composition moyenne	20
§ 1. — Le réseau d'égouts	20
§ 2. — Volume. — Composition moyenne.....	22
CHAPITRE III. — Recherches sur la contamination des eaux du Doubs par les eaux d'égouts de Besançon. — Prélè- vements. — Procédés d'analyses. — Contamination du Doubs	25
§ 1. — Prélèvements	25
§ 2. — Méthode d'analyses. — Interprétation des résultats	25
§ 3. — La contamination du Doubs	35
CHAPITRE IV. — L'auto-épuration. — Analyses	39
A. — Pendant les mois de janvier, février, mars	39
B. — Pendant la période mai, juin, juillet, août	42
C. — Analyses après une période de pluie.....	46
Les résultats	48

CHAPITRE V. — Mécanisme de l'auto-épuration.....	50
§ 1. — Facteurs de l'auto-épuration en général.....	50
§ 2. — Applications de ces facteurs à l'auto-épuration du Doubs	58
CHAPITRE VI. — Danger pouvant résulter du rejet des eaux d'égouts de Besançon dans le Doubs	61
CONCLUSIONS	65
INDEX BIBLIOGRAPHIQUE	67

